



РОССИЙСКАЯ АКАДЕМИЯ НАУК



ИНСТИТУТ БИОЛОГИИ ВНУТРЕННИХ ВОД

ИМ. И.Д. ПАПАНИНА РАН



РОССИЙСКИЙ ФОНД ФУНДАМЕНТАЛЬНЫХ ИССЛЕДОВАНИЙ



**ДЕПАРТАМЕНТ ОХРАНЫ ОКРУЖАЮЩЕЙ СРЕДЫ И ПРИРОДОПОЛЬЗОВАНИЯ
ЯРОСЛАВСКОЙ ОБЛАСТИ**

АНТРОПОГЕННОЕ ВЛИЯНИЕ НА ВОДНЫЕ ОРГАНИЗМЫ И ЭКОСИСТЕМЫ

МАТЕРИАЛЫ

**V ВСЕРОССИЙСКОЙ КОНФЕРЕНЦИИ ПО ВОДНОЙ ЭКОТОКСИКОЛОГИИ,
ПОСВЯЩЕННОЙ ПАМЯТИ Б.А. ФЛЕРОВА**

И

СОВРЕМЕННЫЕ МЕТОДЫ ИССЛЕДОВАНИЯ СОСТОЯНИЯ ПОВЕРХНОСТНЫХ ВОД В УСЛОВИЯХ АНТРОПОГЕННОЙ НАГРУЗКИ

МАТЕРИАЛЫ

ШКОЛЫ-СЕМИНАРА ДЛЯ МОЛОДЫХ УЧЕНЫХ, АСПИРАНТОВ И СТУДЕНТОВ

Борок, 28 октября - 1 ноября 2014 г.

ТОМ 1

можно объяснить, с одной стороны, загрязнением среды серебром вследствие гибели и последующего лизиса мертвых клеток, а с другой стороны – выведением серебра живыми клетками в результате метаболических процессов.

Установлено, что интактная культура *M. arcuatum* росла лучше на фильтрах, полученных из опытных культур на 10 и 21 сутки, чем на фильтрах, полученных на эти же сроки из контрольных культур (рис. д, е). Такой эффект, возможно, связан с неполным использованием питательного ресурса среды при первичной интоксикации из-за гибели клеток, или же со стимулирующим действием остаточного количества серебра в среде на рост клеток.

Рост культуры *M. arcuatum*, сформированной клетками, отсаженными в чистую среду из среды с коллоидным серебром на 5, 7 и 10 сутки, характеризовался наличием длительной лаг-фазы (7-10 суток), однако к концу эксперимента численность была близкой к контрольной (рис. г, д). Эти данные подтверждают, что накопление серебра клетками *M. arcuatum* происходит наиболее интенсивно в начальный период первичной интоксикации.

Интересно отметить, что клетки, отсаженные в чистую среду на 2 и 21 сутки (рис. е), формировали культуры, которые развивались сходным образом и без лаг-фазы. По данным люминесцентной микроскопии, в опытной культуре как на 2е, так и на 21е сутки эксперимента было около 30 % живых клеток (табл.). Можно предположить, что при 2-суточной интоксикации серебро адсорбировалось на поверхности клеток *M. arcuatum*, но внутрь не поступало.

На основании полученных результатов можно полагать, что накопление серебра клетками *S. quadricauda* и *M. arcuatum* происходило преимущественно в период до 7 суток при первичной интоксикации. Фильтраты, полученные после 10 суток, могли содержать остаточные количества серебра и вследствие этого не оказывали явно выраженного токсического действия на развитие клеток, не контактировавших ранее с серебром. Выведение избытка серебра оставшимися живыми клетками при первичной интоксикации происходило быстрее у *M. arcuatum*, чем у *S. quadricauda*. Данные роста интактной культуры на фильтрах и роста контактировавших с серебром клеток в чистой среде свидетельствуют о снижении токсичности бесклеточных фильтратов по мере накопления клетками серебра, а также о высоком адаптационном потенциале как у *S. quadricauda*, так и у *M. arcuatum*, который обусловлен работой компенсаторных механизмов живых резистентных клеток.

Список литературы

1. Silver nanoparticles: behaviour and effects in the aquatic environment / Fabrega J., Luoma N.S., Tyler C.R. et al. // Environ Int. – 2011. - №37. – P. 517 – 531.
2. Реакция хлорококковых водорослей на присутствие микроколичеств серебра / Спиркина Н.Е., Дмитриева А.Г., Ипатова В.И., Филенко О.Ф. // Материалы IV Всероссийской конференции по водной экотоксикологии, посвященной памяти Б.А. Флерова. - Борок, 2011. - Том. 2. - С. 64-67.
3. Resistance of microalgae to colloidal silver / Ipatova V.I., Spirkina N.E., Dmitrieva A.G. // Abstract book of the international scientific conference in memoriam of the 80th anniversary of professor Mikhail V. Gusev "Physiology and biotechnology of oxygenic photoautotrophic organisms: looking into the future". – М, 2014. – P. 61.
4. Царенко П.М. Краткий определитель Хлорококковых водорослей Украинской ССР. - Киев: Наукова Думка, 1990. - 106 с.
5. Сравнительная динамика роста культур микроводорослей видов *Monoraphidium arcuatum* (Korsch.) Hind. и *Scenedesmus quadricauda* (Turp.) Grüb. / Спиркина Н.Е., Ипатова В.И., Дмитриева А.Г., Филенко О.Ф. // Бюлл. МОИП. - 2014. - Том 119. - Вып. 2. - С. 64-69.

УДК: 574.58:504.574.5(262).

ВЛИЯНИЕ БИОАККУМУЛЯЦИИ РАДИОНУКЛИДОВ НА УРОВНИ ИХ ЭКОЛОГИЧЕСКОГО ВОЗДЕЙСТВИЯ НА ЧЕРНОМОРСКИЕ ГИДРОБИОНТЫ

Н.Н. Терещенко, В.Ю. Проскурнин, М.С. Дука, Т.А. Крылова

Институт биологии южных морей им. А.О. Ковалевского
2990011, просп. Нахимова, 2, Севастополь, Россия, nataler@ukr.net

В работе на основе изучения накопления постчернобыльских радионуклидов морскими организмами оценены уровни ожидаемого экологического воздействия на черноморские гидробионты ионизирующего излучения от инкорпорированных радиоизотопов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде.

Ключевые слова: Чёрное море, гидробионты, $^{239+240}\text{Pu}$, ^{241}Am , биоаккумуляция, уровни экологического воздействия, зоны Поликарпова

После аварии на Чернобыльской АЭС в экосистемы Чёрного моря поступило радиоактивное загрязнение, включая трансурановые альфа-радиоактивные элементы плутония и америция. Наиболее подверглись радиоактивному загрязнению шельфовые зоны, особенно приустьевые области в северо-западных районах моря, куда загрязнение поступало длительный период со стоком рек [1, 2]. Наблюдаемое загрязнение плутонием и америцием черноморских экосистем не достигло поражающих уровней радиационной нагрузки [1, 3], как это произошло в водоёмах 30-км зоны Чернобыльской АЭС [1, 3]. Но поступившие радиоактивные изотопы, играя роль трассера, дают возможность определять параметры радиоэкологических процессов перераспределения техногенных радионуклидов в компонентах морских экосистем [4]. Это, в свою очередь, служит научной базой разработки подходов для оценки уровней ожидаемого экологического воздействия радионуклидов на живые организмы в природных экосистемах в широком диапазоне концентраций радиоактивного загрязнения в воде на основе эквидозиметрических оценок [5]. Такая методология позволяет определить значения критических концентраций, превышение которых приводит к негативным изменениям в популяциях морской биоты, с последующим обеднением биоразнообразия и деградацией морских экосистем.

Целью нашего исследования было изучение загрязнения гидробионтов и морской среды трансурановыми радионуклидами и применение сравнительного эквидозиметрического подхода для оценки уровней экологического воздействия на большие таксономические группы и отдельные виды черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от инкорпорированных радионуклидов $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в широком диапазоне их концентраций в морской воде с использованием результатов собственных исследований и литературных данных.

Для оценки экологического воздействия на черноморских гидробионтов ионизирующего излучения от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am использовали концептуальную радиохеомоэкологическую модель Г.Г. Поликарпова зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе [1, 5]. При этом учитывали уровни концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в гидробионтах и воде [1-3, 6], коэффициенты накопления (K_n), мощности эквивалентных доз ($\text{MD}_{\text{экв}}$) от внутреннего облучения ионизирующим излучением инкорпорированных в гидробионтах альфа-радионуклидов и показатель 50-ти процентной смертности живых организмов (LD_{50}) при хроническом действии ионизирующей радиации для отдельных таксономических групп гидробионтов [1, 7]. Концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am в воде и гидробионтах определяли известными радиохимическими методами, с использованием хроматографической очистки и разделения радионуклидов на ионообменных смолах и радиоактивных трассеров, соответственно ^{242}Pu и ^{243}Am , для контроля химического выхода. После приготовления тонкослойных препаратов, измерения проб проводили на альфа-спектрометре "EG&G ORTEC OСТÊTÊ PC" [1].

Как известно, гидробионты могут накапливать радионуклиды в значительных количествах по сравнению с уровнем их содержания в морской воде [1-3, 7-9].

Значения K_n плутония и америция разными группами гидробионтов изменяются в пределах нескольких порядков величин, при этом, несмотря на принадлежность этих обоих радиоактивных элементов к актиноидам, уровни накопления каждого из них одними и теми же видами гидробионтов часто отличаются.

K_n изотопов плутония для морских гидробионтов по мере их возрастания можно расположить в ряд: рыбы ($n \cdot 10^1 - n \cdot 10^2$) < двустворчатые моллюски ($n \cdot 10^2$) < зеленые макроводоросли ($n \cdot 10^2 - n \cdot 10^3$) < зоопланктон ($1 \cdot 10^3$) < бурые макроводоросли ($n \cdot 10^3 - n \cdot 10^4$) < красные макроводоросли ($n \cdot 10^4$) < фитопланктон ($1 \cdot 10^5$) [1, 6, 7].

Для K_n ^{241}Am гидробионтами характерна следующая последовательность возрастания: рыбы ($5 \cdot 10^1$) < двустворчатые моллюски ($1 \cdot 10^3$) < зоопланктон ($2 \cdot 10^3$), < макроводоросли ($2 \cdot 10^4$) < фитопланктон ($2 \cdot 10^5$) [1, 7]. Таким образом, от 10 до 10^5 раз уровни концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония и америция в организмах превышают таковые в морской воде, что на порядки увеличивает риск их негативного воздействия на биоту.

Как свидетельствуют выше приведенные данные, очень высокой концентрирующей способностью в отношении плутония среди морских оксибионтов обладает фитопланктон [7, 9]. Коэффициенты накопления плутония фитопланктоном составляют величины порядка $n \cdot 10^5$. На 2 порядка величин ниже, но достаточно высокие значения K_n плутония отмечены для зоопланктона – $n \cdot 10^3$. Очевидно, что такие величины K_n способствуют усиленной миграции плутония по пищевым цепям к верхним трофическим звеньям, а, как известно, фито- и зоопланктон составляют основу кормовой базы для преимущественного количества гидробионтов. Следовательно, эти составляющие трофических цепочек, наряду с красными и бурыми макроводорослями, являются

критическими звеньями в отношении накопления и усиления биотической миграции плутония в высшие звенья трофических пирамид.

Общая тенденция влияния биотических компонентов черноморских экосистем на миграцию и перераспределение плутония и америция в экосистеме выражена увеличением потока биогенной миграции плутония по трофическим цепям, но с разной интенсивностью. Увеличение потока зависит от таксономической принадлежности гидробионтов и, соответственно, их K_n , а также коэффициентов перехода радионуклидов между звеньями трофической цепи. При этом ведущую роль в усилении потока биогенной миграции играют низшие звенья трофической цепи и с переходом на более высокие уровни в целом усиление потока биогенной миграции уменьшается, так как K_n гидробионтами, в целом, снижаются от низших таксонов к высшим. Это снижает риски радиационного воздействия радиоизотопов на гидробионтов высших звеньев, учитывая определяющую роль инкорпорированного радиоактивного загрязнения в формировании дозовых нагрузок на гидробионты от альфа-излучающих радиоизотопов. Соответственно, самые высокие дозовые нагрузки от плутония для гидробионтов разных трофических уровней наблюдали у представителей низших звеньев трофической цепи. Оценки дозовых нагрузок от альфа-излучения $^{239+240}\text{Pu}$ для черноморских гидробионтов различных трофических уровней приведены на рис. 1. Эквивалентные среднегодовые дозы от $^{239+240}\text{Pu}$ изменялись в диапазоне от $n \cdot 10^{-2}$ до $n \cdot 10^2$ мкЗв·год⁻¹.

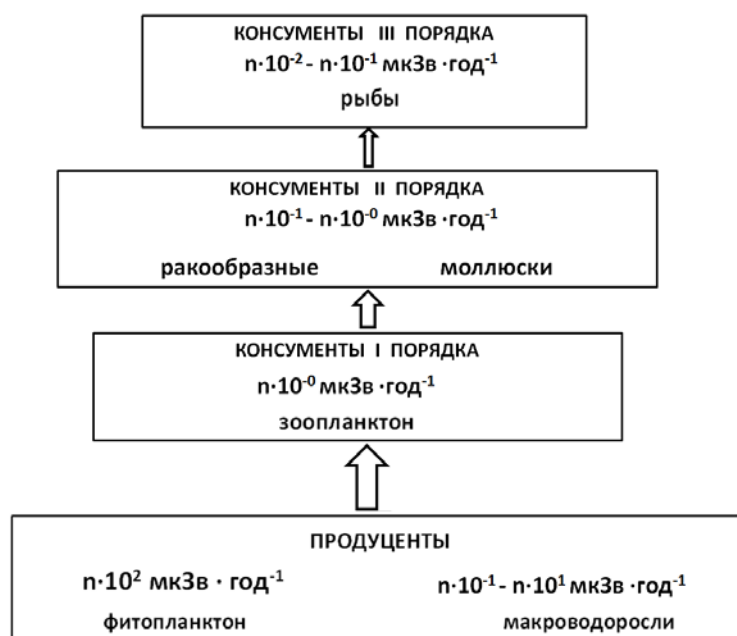


Рис. 1. Уровни мощностей доз от альфа-излучения $^{239+240}\text{Pu}$ для черноморских гидробионтов различных трофических уровней.

Максимальные дозовые нагрузки от инкорпорированных радионуклидов плутония среди изученных черноморских макроводорослей характерны для красной водоросли *Phyllophora crispa* (Hudson) P.S. Dixon (филлофора) ($28 - 49$ мкЗв·год⁻¹), для бурой водоросли *Cystoseira crinita* Duby ($0.5 - 3.7$ мкЗв·год⁻¹), а минимальные — для зеленой водоросли ульва *Ulva rigida* C. Agardh. ($0.1 - 1.4$ мкЗв·год⁻¹). Самые низкие дозовые нагрузки среди всех групп исследованных гидробионтов были характерны для рыб ($0,2 - 0,9$ мкЗв·год⁻¹). Соотнесение значения $\text{МД}_{\text{экв}}$ для гидробионтов со шкалой зональности концептуальной модели Г.Г. Поликарпова [1, 5] позволило оценить уровень экологического воздействия наблюдавшихся концентраций инкорпорированных радионуклидов плутония на морские организмы. $\text{МД}_{\text{экв}}$ для *Ph. crispa* относились к Зоне радиационного благополучия, а для остальных групп гидробионтов к Зоне неопределенности. Расположение представителей различных отделов макроводорослей на шкале зональности действия хронического облучения от ионизирующего излучения на черноморские гидробионты представлено на рис. 2.

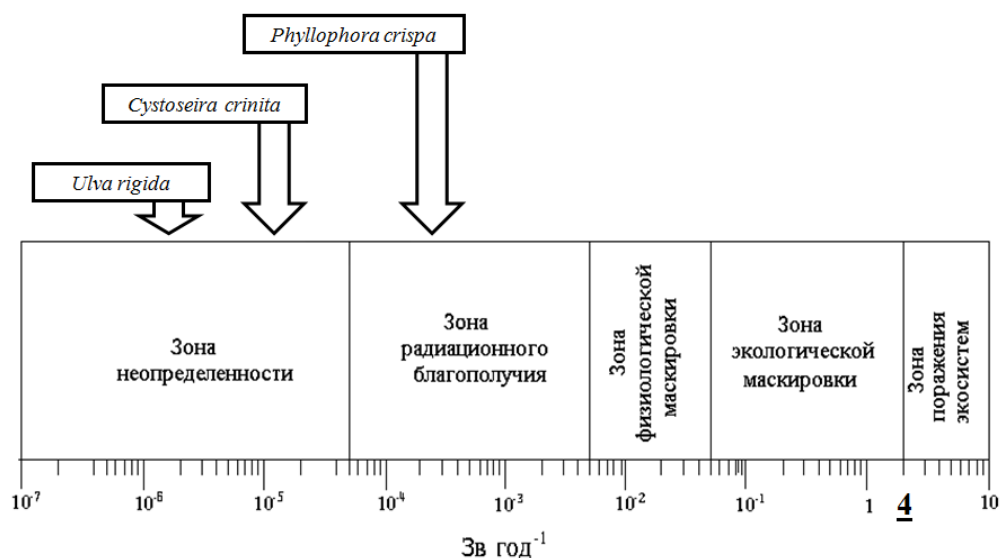


Рис. 2. Уровни современных дозовых нагрузок – мощности эквивалентных доз ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) от воздействия альфа-радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ для представителей черноморских многоклеточных водорослей и ожидаемые экологические эффекты воздействия на них, согласно их расположению по зонам Поликарпова [1, 5].

Аналогичная картина характерна и для влияния ^{241}Am , полученные дозовые нагрузки от которого не превышали, даже для фитопланктона, величин порядка $1 \cdot 10^{-4} \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ (табл.1).

Таблица 1. Мощность эквивалентной дозы ($\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$) в черноморских гидробионтах при разных концентрациях радионуклидов плутония $^{239+240}\text{Pu}$ и америция ^{241}Am в морской воде (C_v , $\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$) и характерных для них K_n

Параметры		$^{239+240}\text{Pu}$					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных C_v и K_n плутония					
		$C_v \text{ Pu}$	0.000001	0.08	0.8	8	16
Группы гидробионтов	$K_n \text{ Pu}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$1 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^0$	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$5 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$1 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$5 \cdot 10^2$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	$4 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$1 \cdot 10^2$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$
Параметры		^{241}Am					
		$\text{МД}_{\text{экв}}$, $\text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ в гидробионтах при разных C_v и K_n америция					
		$C_v \text{ Am}$	0.000001	0.04	0.4	4	8
Группы гидробионтов	$K_n \text{ Am}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$	$\text{Бк}\cdot\text{л}^{-1}$
Фитопланктон	$2 \cdot 10^5$	$1 \cdot 10^{-4}$	$4 \cdot 10^{0*}$	$4 \cdot 10^1$	$4 \cdot 10^2$	$8 \cdot 10^2$	$16 \cdot 10^3$
Макроводоросли	$2 \cdot 10^4$	$1 \cdot 10^{-5}$	$4 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$	$4 \cdot 10^1$	$8 \cdot 10^1$	$16 \cdot 10^2$
Зоопланктон	$2 \cdot 10^3$	$1 \cdot 10^{-6}$	$4 \cdot 10^{-2}$	$4 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^0$	$16 \cdot 10^1$
Моллюски	$1 \cdot 10^3$	$5 \cdot 10^{-7}$	$2 \cdot 10^{-2}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^0$	$4 \cdot 10^0$	$8 \cdot 10^1$
Рыбы	$5 \cdot 10^1$	$3 \cdot 10^{-8}$	$1 \cdot 10^{-3}$	$1 \cdot 10^{-2}$	$1 \cdot 10^{-1}$	$2 \cdot 10^{-1}$	$4 \cdot 10^0$

Примечание: Жирным шрифтом и подчёркиванием выделен предел допустимой $\text{МД}_{\text{экв}}$, превышение которого влечёт негативные изменения в популяциях гидробионтов.

Следовательно, сформированные дозовые нагрузки не вызывали негативного экологического воздействия радионуклидов на черноморскую биоту. Негативное экологическое влияние на черноморские популяции гидробионтов может наблюдаться при достижении критической концентрации $^{239+240}\text{Pu}$ или ^{241}Am в морской воде, которая приводит к формированию $\text{МД}_{\text{экв}}$ от альфа-излучения этих радионуклидов, превышающих предел допустимого уровня доз равного $4 \text{Зв}\cdot\text{год}^{-1}$ [10] (табл.1), что соответствует нижней границе Зоны поражения экосистем [1, 5].

В зависимости от величины аккумуляционной способности гидробионтов в отношении $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , критические концентрации радионуклидов в воде изменялись в диапазоне 3-х порядков величин от $8 \cdot 10^{-2}$ до $8 \cdot 10^1$ Бк·л⁻¹ (табл. 1) и в каждой группе водных организмов указывали на критические концентрации в воде для популяций наиболее радиочувствительных видов гидробионтов. Так как радиочувствительность видов, характеризуемая LD₅₀, внутри каждой таксономической группы изменяется в пределах от 1 до 3-х порядков величин [1, 7], то для радиоустойчивых видов критические концентрации будут, соответственно, выше на 1-3 порядка. Но при экологическом нормировании прежде всего должны учитываться критические концентрации для радиочувствительных видов, а также наиболее радиочувствительных стадий развития гидробионтов [1].

Таким образом, дозовые нагрузки от $^{239+240}\text{Pu}$ и ^{241}Am , имеющих длительный период полураспада, в отдалённый период после аварии в условиях малоизменяющихся концентраций загрязнения этими радионуклидами водной среды, носили характер хронического воздействия на биоту и уровни экологического воздействия не превышали значений доз, характерных для Зоны радиационного благополучия и при современных концентрациях радионуклидов в компонентах черноморских экосистем не оказывали негативного воздействия на биологические организмы в Чёрном море.

Изученные количественные радиохемозоологические характеристики черноморских гидробионтов, описывающие особенности биотической миграции плутония в водоёме, в частности, параметры концентрирующей способности гидробионтов и эквидозиметрический анализ на базе концептуальной модели зонирования экологического хронического действия мощностей доз ионизирующих излучений в природе, могут служить основой оценки радиоэкологической ситуации в водных экосистемах и её прогноза в широком диапазоне концентраций радиоизотопов в водной среде.

Список литературы

1. Радиоэкологический отклик Чёрного моря на чернобыльскую аварию / Поликарпов Г.Г., Егоров В.Н., Гулин С.Б., Стокозов Н.А., Лазоренко Г.Е., Мирзоева Н.Ю., Терещенко Н.Н., Цыцугина В.Г., Кулебакина Л.Г., Поповичев В.Н., Коротков А.А., Евтушенко Д.Б., Жерко Н.В. / Под ред. Г.Г. Поликарпова и В.Н. Егорова. – Севастополь: НПЦ «ЭКОСИ-Гидрофизика», 2008. – 667 с.
2. Tereshchenko N.N., Mirzoyeva N.Yu., Gilin S.B., Milchakova N.A. Contemporary radioecological state of the North-western Black Sea and the problems of environment conservation // Marine Pollution Bulletin, 2014. – 81, Issue 1. – p. 7-23.
3. Терещенко Н.Н., Поликарпов Г.Г. Радиационно-экологическая ситуация в Чёрном море в отношении $^{238,239,240}\text{Pu}$ после Чернобыльской аварии по сравнению с некоторыми другими водоёмами в 30-км зоне Чернобыльской АЭС и за её пределами // Проблемы радиоэкологии и пограничных дисциплин / Под. Ред. В.И. Мигунова и А.В. Трапезникова. – Нижневартовск: ООО "Алстер". – 2007. – Вып. 10. – С. 12-29.
4. Gulin S.B., Egorov V.N., Polikarpov G.G., Osvath I., Stokozov N.A., Mirzoeva N.Yu., Tereshchenko N.N., Gulina L.V., Proskurin V.Yu. Radiotracers in the Black Sea: a tool for marine environmental assessments / Isotopes in hydrobiology, marine ecosystems and climate change studies: Proceedings of the International Symposium held in Monaco, 27 March – 1 April 2011. – Vienna: IAEA, 2013. – 2. – P. 535-544.
5. Polikarpov G.G. Conceptual model of responses of organisms, populations and ecosystems in all possible dose rates of ionizing radiation in the environment / RADOC 96-97, Norwich/Lowestoft, 8-11 April, 1997 // Rad. Prot. Dosimetry. – 1998. – 75, № 1-4. – P. 181-185.
6. Терещенко Н.Н. Плутоний в гидробионтах Чёрного моря // Наукові праці: науково-методичний журнал. - Миколаїв: Вид-во ЧДУ ім. Петра Могили, 2011. – 210, Вип. 198, – Серія: Техногенна безпека. – С. 52-61.
7. Santschi P.H., Honeyman B.D. Radionuclides in aquatic environments // Radiat. Phys. Chem. – 1989. – 34, № 2. – P. 213-240.
8. Поликарпов Г.Г. Радиоэкология морских организмов /Под ред В. П. Шведова. – М.: Атомиздат., 1964. – 295 с.
9. Пути миграции искусственных радионуклидов в окружающей среде. Радиоэкология после Чернобыля / Под ред. Ф. Уорнера и Р. Харрисона. – М.: Мир, 1999. – 511 с.
10. IAEA. Effects of ionizing radiation on plants and animals at levels implied by current radiation protection standards // IAEA Technical Report Series, № 332. – Vienna: IAEA, 1992. – 74 p.